

# ARBEITSHILFE

## Schadstoffimmobilisierung mit Pflanzenkohle

### **Projektleitung Universität Wien**

Thilo Hofmann, Gabriel Sigmund, Sampriti Chaudhuri, Carlotta Carlini, Thorsten Hüffer

### **Kooperationspartner Brimatech Services GmbH**

Stefanie Prenner, Sabine Jung-Waclik

### **Kooperationspartner ESW Consulting Wruss ZT GmbH**

Oliver Mann, Klaus Wruss

# Inhaltsverzeichnis

Vorwort .....	3
1 Einleitung und Ziel der Arbeitshilfe .....	4
1.1 Ziel der Schadstoffimmobilisierung mit Pflanzenkohle .....	5
1.2 Eigenschaften von Pflanzenkohle .....	6
2 Einsatzbereiche von KOKOSAN .....	6
3 Rechtliche Rahmenbedingungen .....	8
4 Funktionsweise von Kohlen .....	9
5 Kohleauswahl und Applikationsraten .....	10
5.1 Kohleauswahl .....	10
5.2 Applikationsraten .....	11
6 Standortspezifische Vorversuche .....	13
6.1 Probennahme .....	13
6.2 Eluatversuche zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung .....	14
7 Zusammenfassung .....	16
8 Literaturverweise .....	17

## Vorwort

Pflanzkohlen sind ein in der Altlastensanierung relativ neuer Hilfsstoff, welcher vielversprechende Eignungen für die Sanierungspraxis hat. Ziel des Projektes KOKOSAN II war es, den Einfluss von Standortfaktoren auf die Eignung von Pflanzkohlen und umweltfreundlich modifizierten Pflanzkohlen für die Altlastensanierung zu untersuchen.

Die Verwendung von Pflanzkohle zielt auf die Immobilisierung von Schadstoffen in leicht- bis mittelgradig kontaminierten Standorten ab. Die vorgestellte Herangehensweise ist dabei für eine Vielzahl an Restkontaminationen relevant. Denkbar ist beispielsweise der großflächige Einsatz auf ehemaligen Betriebsgeländen, Schießplätzen, oder auf anderwärtig diffus mit Schadstoffen verunreinigten Flächen und Altstandorten. Das verfahren ist dabei auch für Mischkontaminationen gut geeignet. Pflanzkohle speichert dauerhaft Kohlenstoff im Boden und entzieht diesen somit der Atmosphäre, so dass dies zu einer Sanierung mit größtmöglichem ökologischem Nutzen durch verringerte CO<sub>2</sub> Emission beiträgt.

Die vorliegende Arbeitshilfe ist eine Entscheidungshilfe für Anwender\*innen zum Einsatz von Pflanzkohle in der Altlastensanierung.

# 1 Einleitung und Ziel der Arbeitshilfe

Pflanzenkohlen sind „Biokohlen“ (englisch „Biochar“), dies bezeichnet ein Spektrum an festen Stoffen welche nach der thermochemischen Umwandlung von Biomasse in sauerstoff-limitierter Umgebung (Pyrolyse) entstehen. Der Begriff „Biokohle“ impliziert nicht automatisch die Möglichkeit der Verwendung in der Biolandwirtschaft oder eine Herkunft der Ausgangsstoffe aus der biologischen Landwirtschaft. Für eine Detaillierung des Typus von Biokohle oder biokohleähnlicher Produkte kann das Ausgangsmaterial der pyrolysierten Biomasse (z.B. „Pflanzenkohle“, „Klärschlammkohle“) im Namen verwendet werden. In dieser Arbeitshilfe wird der Fokus auf Pflanzenkohlen gelegt, welche in der Altlastensanierung einen relativ neuen Hilfsstoff darstellen.

In der Pflanzenkohleproduktion können in Abhängigkeit des Ausgangsmaterials und der Pyrolyseverhältnisse Kohlen unterschiedlicher Qualität entstehen. Entsprechend sind Qualitätsanforderungen für Pflanzenkohlen zu beachten bevor sie in der Praxis eingesetzt werden können, welche in Kapitel 3 erläutert werden.

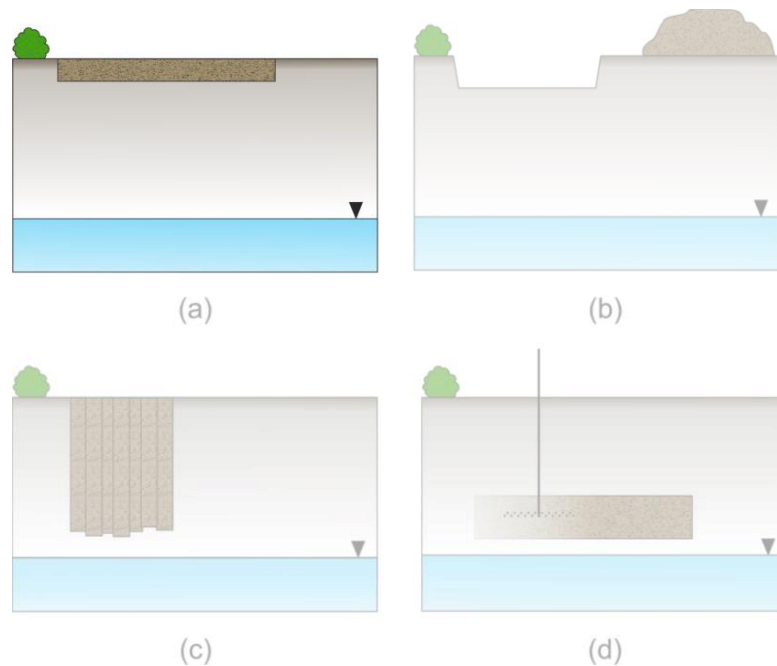
Im Vergleich zu Pflanzenkohlen wird der Großteil der heutzutage hergestellten Aktivkohlen aus Kokoschalen oder kostengünstiger fossiler Kohle hergestellt (Braun- und Steinkohle). Insbesondere Aktivkohlen, welche aus fossilen Kohlen hergestellt werden, stehen durch ihren negativen Umweltfußabdruck im Konflikt zum Konzept der umweltfreundlichen Sanierung. Die Rolle der Pflanzenaktivkohle, als regional nachhaltig hergestellte Alternative zur herkömmlichen Aktivkohle, hat in den letzten Jahren, insbesondere im Anbetracht des Klimawandels, an Bedeutung zugenommen, da Pflanzenkohlen eine wichtige Kohlenstoffsenke darstellen können (de Coninck et al., 2018). Am globalen Markt lässt sich ein Trend hin zur Produktion von Aktivkohlen aus nachwachsenden Rohstoffen (überwiegend Kokosnussschalen) erkennen. Bei der ressourcenintensiveren Produktion von herkömmlicher Aktivkohle, werden während Transport und Aktivierung große Mengen an CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre freigesetzt. Im Gegensatz dazu sind die hier diskutierten Pflanzenkohlen kohlenstoffneutral oder auch Kohlenstoffsenken. Für die Produktion von Pflanzenkohlen können dabei regionale Pflanzenreste aus der Forst- und Landwirtschaft verwertet werden, wodurch eine Rohstoffkonkurrenz mit anderen Sektoren minimiert wird, indem beispielsweise Biomasse am Ende einer kaskadischen Nutzung verwendet wird. Für spezielle Anwendungen können Pflanzenkohlen modifiziert werden, beispielsweise durch Dampfaktivierung, welche die ressourcenschonendste und klimafreundlichste Aktivierungsmethode für Aktivkohlen ist. Des Weiteren sind auch Verbundstoffe aus Pflanzenkohle und Mineralien (z.B. Dolomit) denkbar, um etwa Mischkontaminationen mit anionischen Schadstoffen (z.B. Arsen Oxo-Anionen) zu behandeln. Der Einfachheit halber wird dieses Spektrum an kohligem Materialien in weitere Folge „Kohlen“ genannt.

Die im österreichischen Verdachtsflächenkataster am häufigsten erfassten Branchen sind Kfz-Betriebe, die Metallindustrie und Tankstellen. Nach einer erfolgten Sanierung von „Hotspots“ können leicht- bis mittelgradig kontaminierte Böden als Restkontaminationen zurückbleiben, bei welchen entsprechend des KOKOSAN-Konzeptes behandelbare Restkontaminationen vorkommen können. Durch die Einmischung von Kohlen in solche leicht- bis mittelgradig kontaminierte Böden können sowohl organische als auch anorganische Schadstoffe immobilisiert werden. Relevant sind hierbei eine Vielzahl von Schadstoffen, wie zum Beispiel Mineralölkohlenwasserstoffe (z.B. Rohöle, Kraftstoffe), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), sowie Schwermetalle (z.B. Cd, Sb, As, Hg), welche an einer Vielzahl von Standorten in Österreich präsent sind.

Laut Expert\*innenschätzung beläuft sich die Gesamtanzahl der mit Schwermetallen und/oder PAK belasteten Altstandorte, die vermutlich einer Sanierung bedürfen, in Österreich auf max. 150-200, wovon derzeit ca. 70 im Altlastenatlas verzeichnet sind. Grob geschätzt wird ungefähr die Hälfte dieser (zukünftigen) Altlasten grundsätzlich mit dem KOKOSAN-Verfahren behandelbar sein, d. h. die

Standorte sind leicht bis mittelhoch belastet und gleichzeitig liegt ihr Schadensherd in der ungesättigten Zone. Wie viele davon wirklich für einen Einsatz von KOKOSAN geeignet sind ist sehr schwer vorhersagbar und bedarf einer Standort-spezifischen Abschätzung.

Restkontaminationen können dabei verschieden tief im Boden vorkommen. Für die Einbringung von Kohle zur Schadstoffimmobilisierung bieten sich verschiedene technische Einsatzmöglichkeiten an (Abb. 1). In den meisten Fällen ist eine Einmischung in die oberen Bodenschichten gut durchführbar (a), da dieses am einfachsten und kostengünstigsten umsetzbar ist; für spezielle Szenarien sind jedoch auch andere Einmischungsformen (b) bis (d) möglich. Möglichkeiten und Grenzen der Einmischung waren nicht Gegenstand von KOKOSAN II und müssen standortspezifisch evaluiert werden.



**Abb. 1:** Einbringmöglichkeit von Kohle zur Schadstoffimmobilisierung in leicht- bis mittelgradig kontaminierten Böden. (a) **Einmischen**, (b) on-site Behandlung, (c) Deep Soil Mixing, (d) Einsatz von Strahldüsen.

### 1.1 Ziel der Schadstoffimmobilisierung mit Pflanzenkohle

Ziel des KOKOSAN-Verfahrens ist es, durch die Einmischung von Kohlen die **Mobilität und die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen** bei leicht- bis mittelgradig kontaminierten Standorten nachhaltig und kosteneffizient zu **minimieren**. Dabei wird der Schadstoff immobilisiert und der Eintrag ins Boden- und Grundwasser wesentlich reduziert. Des Weiteren wird durch Kohle die Bodenqualität verbessert und eine Sanierung des Standortes mit einem guten gesamtökologischen Fußabdruck unterstützt. Entscheidend für die erfolgreiche Durchführung des Verfahrens ist die langanhaltende Wirkung von kohligem Bodenadditiven. Ist diese nicht gegeben, wird eine Nachbehandlung notwendig, die eine wirtschaftliche Anwendung von KOKOSAN infrage stellt. Der Einsatz von Kohle immobilisiert in erster Linie Schadstoffe und erfordert eine dem Stand der Technik entsprechenden Überwachung. Der Einsatz von Kohle kann als bodenschonende Alternative zu dem traditionellen Konzept von „Aushub und Räumung“ betrachtet werden.

Das Ziel in KOKOSAN ist also die dauerhafte Veränderung des Verhältnisses zwischen gelöstem und gebundenen Schadstoffanteil zugunsten des Letzteren. Dies wird dadurch erreicht, dass es an Kohlen zu einer starken dauerhaften Bindung (Sorption) der Schadstoffe kommt (vgl. Kapitel 4). Eine weitere Bedeutung hat die gleichzeitige Veränderung bodenchemischer Parameter, durch welche die Speziierung und Sorption von Metallen, Metalloiden und ionisierbaren organischen Schadstoffen

verändert wird. Durch das Einmischen von Kohle erhöht sich in der Regel der pH-Wert, was die Mobilität vieler Metalle verringern kann. Die Pflanzenaufnahme von Schadstoffen wird durch die Immobilisierung an Kohle hierbei verringert (Maletić et al., 2022).

## 1.2 Eigenschaften von Pflanzenkohle

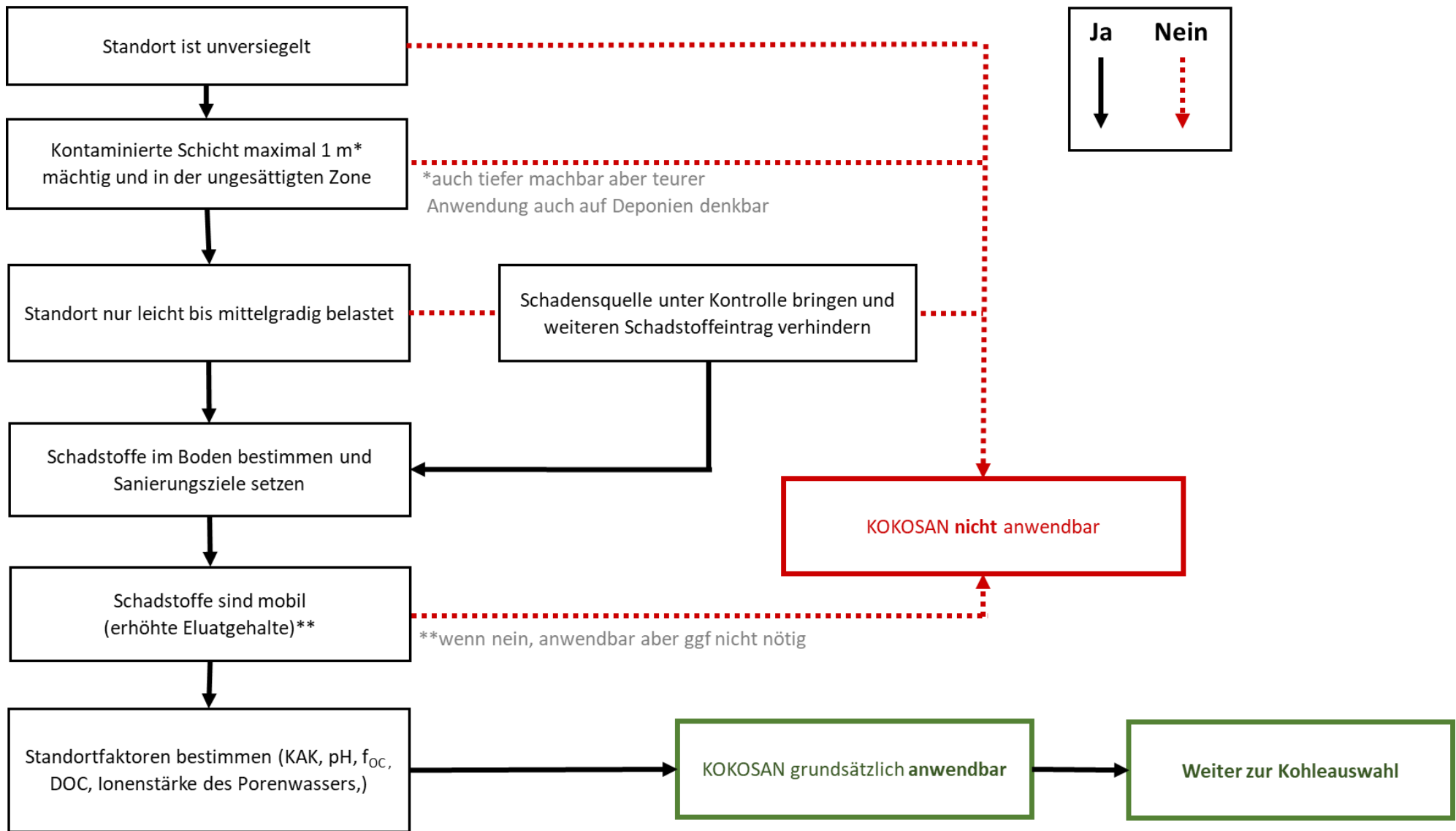
Pflanzenkohle ist ein kohlenstoffreiches Material, welches bei der **Pyrolyse von Pflanzenresten** entsteht und üblicherweise bei Temperaturen zwischen 350 °C und 1000 °C hergestellt wird. Die Erhöhung der Pyrolysetemperatur führt zu einer Erhöhung des Kohlenstoffgehalts, der Aromatizität, der Porosität, des Aschegehalts, des pH-Werts, der spezifischen Oberfläche und der Mikroporosität, sowie zu einer Abnahme im Wasserstoffgehalt, Sauerstoffgehalt und der Polarität der Kohle. Durch Variation von Ausgangsmaterial und Pyrolysebedingung können Kohlen mit unterschiedlichen Eigenschaften produziert und an eine Vielzahl von Anwendungen angepasst werden.

Bei der Pyrolyse entsteht aus Zellulose- und Lignin Bestandteilen eine graphenartige Struktur von aromatischen Kohlenstoffringen, welche nur sehr schwer abgebaut werden können und damit über einen großen Zeitraum **langfristig (vermutlich Jahrhunderte) stabil** sind (Wang et al., 2016). Durch die Produktion von Pflanzenkohle kann daher **Kohlenstoff** sehr langfristig gebunden und **der Atmosphäre entzogen** werden. Pflanzenkohle kann also als klimafreundliche **Kohlenstoffsenke** verstanden werden und trägt zu einem positiven ökologischen Fußabdruck einer Sanierungsmaßnahme bei. Auf Basis bisheriger Forschungsergebnisse in der Landwirtschaft konnte gezeigt werden, dass Pflanzenkohle in der Lage ist, auf sandigen land- und forstwirtschaftlichen Böden die **Wasserspeicherfähigkeit** zu erhöhen sowie die **Lachgasemissionen und die Nitratauswaschung** in das Grundwasser zu verringern. Pflanzenkohle ohne weitere Additive kann den pH-Wert anheben, Stickstoff immobilisieren und Mikronährstoffe im Boden weniger pflanzenverfügbar machen. Daher ist für die landwirtschaftliche Nutzung eine Kombination mit Düngung üblich, um potenzielle Nachteile wie etwa eine Verschiebung des C:N-Verhältnisses oder Sorptionskonkurrenz um Nährstoffe zu vermeiden (Schmidt et al., 2021).

Bei der Pyrolyse bei höheren Temperaturen (> 500 °C) können Pflanzenkohlen mit hohen spezifischen Oberflächen (> 200 m<sup>2</sup>/g) und Porenvolumen entstehen, welche ein **hohes Sorptionspotenzial** für Schadstoffe haben. Für bestimmte Anwendungen kann die entsprechende Mikroporosität und spezifische Oberfläche in einem Dampfaktivierungsschritt weiter erhöht werden (bis zu 1000 m<sup>2</sup>/g). Je nach Ausgangsmaterial und Produktionsverhältnis weisen Kohlen sehr verschiedene Eigenschaften auf, welche unterschiedlich für die jeweilige Schadstoffimmobilisierung geeignet sind (vgl. Kapitel 4.2). Um bestimmte Schadstoffe besser adsorbieren zu können, kann bei der Kohleherstellung das Kohlenstoffgerüst mit bestimmten Stoffen (Metallionen, Mineralien) modifiziert werden. Die dabei entstehenden Materialien werden auch **Pflanzenkohle-Verbundstoffe** oder **modifizierte Pflanzenkohle** genannt (Wang und Wang, 2019). Standorte die mit anorganischen Oxoanionen (z.B. As, Mo, Cr) kontaminiert sind, müssen mit Pflanzenkohlen die z.B. mit Eisen oder Dolomit modifiziert wurden und somit kationische Bindungsstellen für anionische Schadstoffe aufweisen, behandelt werden.

## 2 Einsatzbereiche von KOKOSAN

Die Schadstoffimmobilisierung mit Pflanzenkohle ist für jene Bereiche eines Altstandortes sinnvoll, die **leicht- oder mittelgradig** belastet sind und können auch sehr gut bei Mischkontaminationen eingesetzt werden. Für eine erste Abschätzung zur grundsätzlichen Eignung des KOKOSAN Verfahrens bietet der folgende Entscheidungspfad einen ersten Anhaltspunkt.



Für jede Einmischung muss der Standort unversiegelt vorliegen, beziehungsweise muss die oberste versiegelnde Bodenschicht abgetragen werden. Wenn der Standort einen Baumbestand hat, muss eruiert werden, inwiefern eine Einmischung der Kohle machbar ist bzw. ob Bäume hierzu gefällt werden müssen. Idealerweise unterschreitet der zu behandelnde Bodenhorizont einen Meter, da bei größeren Tiefen die Einmischung der Kohle deutlich aufwendiger und ggf. eine Baugrubensicherung notwendig wird. Große Einbringtiefen sind möglich, oft aber nicht mehr kosteneffizient realisierbar. Der lateralen Ausdehnung des verunreinigten Bodens ist keine methodenbedingte Grenze gesetzt.

Unter den derzeitigen regulatorischen Rahmenbedingungen ist darauf zu achten, dass der kontaminierte Bereich ausschließlich in der ungesättigten Bodenzone vorliegt, da die Qualität des Grundwassers durch Zugabe von Kohlenstoff nicht verschlechtert werden darf (Verschlechterungsverbot). Standortsspezifische Kenngrößen wie Schadstoffart und Belastung sowie pH und Tongehalte müssen ermittelt werden, um eine passende Kohle auszuwählen (vgl. Kapitel 5.2).

Als **ungeeignet** müssen folgende Standorte angesehen werden, da hier Kohle nicht zu einer wesentlichen Verbesserung des Gesamtzustandes führt:

- Altstandorte, deren Hotspots noch nicht behandelt oder entfernt worden sind.
- Altstandorte, an denen die Schadstoffe bereits immobilisiert vorliegen, z.B. an Tonminerale gebunden, und dadurch nicht mobil sind.
- Kontaminationen in Kluft- oder Karstkörpern.
- Altstandorte mit Schadstoffen, die an Kohle nicht gut sorbierbar sind.

Die Eignungsprüfung erfolgt im Rahmen der vorhergehenden Altlastenerkundung und speziellen Vorversuchen an Kohlen (vgl. Kapitel 5.2 und 6). Für die Sanierungsmaßnahmen werden keine zusätzlichen speziellen Anforderungen an Arbeitssicherheit, Klimabedingungen oder geologische Eigenschaften gestellt, sofern der Altstandort nicht durch die zuvor genannten Rahmenbedingungen als ungeeignet klassifiziert wurde.

### 3 Rechtliche Rahmenbedingungen

Als Qualitätsstandard für die **Biokohle Produktion** hat sich das **European Biochar Certificate (EBC)** durchgesetzt. Das EBC kann als Standard für die eingesetzte Biomasse, die Produktionstechnik, die Eigenschaften der Kohle und für ihre Anwendung verstanden werden. In Österreich wurde durch die **ÖNORM S2211** auch eine nationale Regelung für Produktion und Qualitätsanforderungen **Pflanzenkohle**, also Biokohle aus pflanzlichen Ausgangsstoffen, erarbeitet. Diese definiert klare Grenzwerte für Schadstoffe und Materialeigenschaften und garantiert qualitativ hochwertige Materialien. Alle in dieser Arbeitshilfe und dem damit zusammenhängenden Projekt KOKOSAN verwendeten und besprochenen Kohlearten genügen dieser Norm sowie den Standards des EBC.

Grundlegend wird mit Kohle ein Hilfsstoff in den Boden eingebracht, welcher **genehmigungspflichtig** ist. In Österreich ist die Einbringung von Pflanzenkohlen **für den Landwirtschaftlichen Einsatz in §9a des Düngemittelgesetzes zugelassen**. In der Altlastensanierung gibt es derzeit keine spezifischen gesetzlichen Regelungen in Österreich, so dass dies im Einzelfall beurteilt und genehmigt werden muss. Insgesamt ist festzuhalten, dass zertifizierte Pflanzenkohle **keine Gefährdung für Böden oder Grundwasser darstellt**, wenn diese der ÖNORM S2211 entspricht und der Einsatz zur Immobilisierung und Bodenverbesserung im gesetzlichen Rahmen erfolgt. Aktivkohle wird im Bereich der Trinkwasseraufbereitung und der Abwasserbehandlung bzw. der Grundwasserreinigung in der Altlastensanierung eingesetzt (z.B. Funnel-and-Gate oder Diffusionswände). Hieraus ist abzuleiten, dass eine Genehmigung des Einsatzes von Pflanzenkohle und Pflanzenkohle-Verbunds-Materialien zur Altlastensanierung in Österreich **grundsätzlich möglich** sein sollte.



## 4 Funktionsweise von Kohlen

### Organische Schadstoffe

Die Sorption von **ungeladenen organischen Schadstoffen** wird von wassermeidenden (hydrophoben) und spezifischen Wechselwirkungen mit dem Kohlenstoffgerüst der Kohlen bestimmt. Für aromatische Verbindungen sind dabei Wechselwirkungen zwischen Elektronen der Kohlenoberfläche und der organischen Schadstoffe besonders wichtig. Dabei kann der Schadstoff in Abhängigkeit von seiner Polarisierbarkeit als unterschiedlich starker  $\pi$ -Elektronendonator und die graphenähnliche Oberfläche der Kohle als  $\pi$ -Elektronakzeptor verstanden werden. Die resultierenden  $\pi$ - $\pi$  Elektron Donor-Akzeptor Wechselwirkungen wurden diesbezüglich unter anderem für PAK, polychlorierte Biphenyle und Dibenzofurane gezeigt. Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass Bindungen hydrophober organischer Schadstoffe an Kohlen sehr dauerhaft sind (Yang et al., 2008).

Die Sorption von **polaren oder ionisierbaren organischen Schadstoffen**, welche sich in Abhängigkeit von pH-Wert und Ionenstärke ändert, kann durch zusätzliche Mechanismen, wie elektrostatische Wechselwirkungen und die Bildung von starken Wasserstoffbrücken („charge assisted H-bond“) wesentlich beeinflusst werden. Für **negativ geladene** Schadstoffe (z.B. viele Pflanzenschutzmittel) ist allgemein wegen elektrostatischer Abstoßung mit negativ geladenen Sauerstoffgruppen an der Kohlenoberfläche eine niedrigere Sorption zu erwarten. Diese Schadstoffgruppe gerät jedoch wegen ihrer tendenziell hohen Mobilität und ökotoxikologischen Bedeutung zunehmend in den wissenschaftlichen Fokus (Sigmund et al., 2022). Trotz der allgemein hohen Mobilität konnte für negativ geladene Schadstoffe bereits eine starke Sorption an Kohlen beobachtet werden (Sigmund et al., 2020). Ähnlich wie bei ungeladenen Schadstoffen, können anionische Schadstoffe als  $n$ -Elektronendonator und die graphenähnliche Kohlenoberfläche als  $\pi$ -Elektronenakzeptor zu starken  $n$ - $\pi$  Elektron Donor-Akzeptor Wechselwirkungen führen. Das Vorkommen von bivalenten Kationen (z.B.  $\text{Ca}^{2+}$ ) kann für anionische Schadstoffe zur Kationenbrückenbildung führen, wobei das bivalente Kation als Brückenbildner zwischen dem negativ geladenen Anion und negativ geladenen funktionellen Gruppen an der Kohlenoberfläche agiert (Kah et al., 2017). Die Bestimmung bivalenter Kationen in der Bodenmatrix ist daher für die standortabhängige Sorptionsabschätzung relevant. Für **positiv geladene** organische Schadstoffe (z.B. viele Farbstoffe) ist durch die elektrostatische Anziehung an die negativ geladene Kohlenoberfläche eine hohe Sorption zu erwarten.

### Metalle und Metalloide

Die Sorption von **Metallen und Metalloiden** wird ebenfalls durch verschiedene Wechselwirkungen bestimmt. Metalle können sowohl spezifisch (stärkere koordinative und kovalente Bindungen), als auch unspezifisch (schwächere elektrostatische Bindungen) mit der Oberfläche der Kohlen wechselwirken. Kohlen erhöhen in der Regel den pH-Wert des kontaminierten Bodens sofern dieser  $< 7.5$  ist. Nicht modifizierte Pflanzenkohle weist oft pH-Werte von 8-9.5 auf und reduziert die Löslichkeit und Mobilität von Metallen. Anders ist die Situation bei Metalloiden, die als Oxoanionen vorliegen können (z.B. As, Cr, Sb, Mo), deren Löslichkeit und Verfügbarkeit mit dem pH-Wert steigt. In diesem Zusammenhang können Kohlen gewaschen werden, um alkaline Aschebestandteile teilweise auszuspülen und damit die Pufferkapazität der Kohlen zu verringern. Manche Kohlen können kurzfristig zur Erhöhung des **löslichen organischen Kohlenstoffes** (DOC) im Boden beitragen. Einige Metalle wie z.B. Kupfer bilden bevorzugt Komplexe mit DOC und könnten dadurch kurzfristig mobilisiert werden (Kloss et al., 2015).

Kohlen weisen aufgrund der negativ geladenen funktionellen Oberflächengruppen sowie ihrer hohen  $\pi$ -Elektronenmobilität ein hohes Sorptionspotenzial für kationische Metalle auf (Thomas et al., 2020). Zusätzlich können in der Kohle enthaltene Phosphate und Karbonate zur Ausfällung von bestimmten

Schwermetallen wie Ni oder Cd führen. Für die Immobilisierung anionischer Metalle, die meist als Oxoanionen vorliegen (z.B. As, Cr, Mo), haben speziell modifizierte Kohlen vielversprechende Ergebnisse gezeigt (Wang und Wang, 2019). In KOKOSAN wurde hierzu exemplarisch ein Pflanzenkohle-Dolomit Verbund getestet.

Kohle kann je nach Ausgangsmaterial, Pyrolysebedingungen und Düngung als Quelle für **Phosphor** fungieren welches pflanzenverfügbar wird. Erhöhte P-Versorgung der Pflanzen kann die Aufnahme von Arsen in die Pflanzen reduzieren, da beide Elemente durch das gleiche Aufnahmesystem in die Wurzeln gelangen (Beesley et al., 2013). Im mineralischen Anteil, welcher in der **Aschefraktion der Pflanzenkohle** erhalten bleibt und zur Erhöhung des pH-Wertes beiträgt, befinden sich neben Phosphor auch weitere Bestandteile, welche zu Ausfällungen von Metallen führen können (z.B. Karbonate).

Zusätzlich können oxygenierte funktionelle Gruppen an der Kohle-Oberfläche den Oxidationszustand redoxsensitiver Metalle und damit ihre Spezierung verändern. So konnte beispielsweise das ökotoxikologisch gefährlichere Cr(VI) durch Sorption an Pflanzenkohleoberflächen in das weniger gefährliche Cr(III) umgewandelt werden (Choppala et al., 2012).

## 5 Kohleauswahl und Applikationsraten

### 5.1 Kohleauswahl

Bei der Kohleauswahl muss darauf geachtet werden, dass die zu verwendende Pflanzenkohle mindestens den Qualitätsstandards des EBC bzw. der ÖNORM S2211 entspricht (vgl. Kapitel 3). Die Sorptionseigenschaften der Kohle ändern sich im Hinblick auf das verwendete Ausgangsmaterial, wie auch der Pyrolysebedingungen. Die Sorption von Anionen erfordert die Verwendung einer mit Kationen oder positiv geladenen Mineralien modifizierten Kohle.

#### **Auswahl in Bezug auf organische Schadstoffe**

Insbesondere Pflanzenkohlen mit hohen **spezifischen Oberflächen (200 – 600 m<sup>2</sup>/g) und Porenvolumina (> 50 cm<sup>3</sup>/g)** eignen sich gut für die Immobilisierung von organischen Schadstoffen. Entsprechend der IUPAC-Einteilung kann dabei zwischen Mikroporen (Porendurchmesser < 2 nm) und Mesoporen (Porendurchmesser 2 - 50 nm) unterschieden werden. Mikroporen sind dabei für die Sorption von niedermolekularen Schadstoffen wie beispielsweise Acenaphthen relevante Sorptionsstellen. Für höhermolekulare Schadstoffe wie beispielsweise Methylenblau sind lediglich Mesoporen relevant. Die Methode der Gas-Physisorption kann für die Bestimmung von Porenvolumen und spezifischen Oberflächen für die jeweiligen Porenräume verwendet werden. Für ungeladene organische Schadstoffe nimmt des Weiteren die Sorption mit der **Aromatizität** der Pflanzenkohle zu. Die Aromatizität kann mit dem elementaren Wasserstoff-Kohlenstoff Verhältnis (H/C) angenähert werden, wobei die Aromatizität für kleinere H/C Werte steigt (Werte < 0.6 sind wünschenswert). Im Allgemeinen ist festzuhalten, dass **höhere Pyrolysetemperaturen** in einem Anstieg der Aromatizität, der spezifischen Oberflächen und des Porenvolumens resultieren. Die Porengrößenverteilung der Kohle ist dabei stark vom Ausgangsmaterial abhängig, wobei Harthölzer sich als gutes Ausgangsmaterial für mikroporöse Pflanzenkohlen erwiesen haben (Ippolito et al., 2020).

Für ionisierbare organische Schadstoffe, welche in Abhängigkeit des pH-Wertes dissoziieren, sind die **Pufferkapazität sowie die Oberflächenladung** der Pflanzenkohle von besonderer Bedeutung. Da die Zugabe von Pflanzenkohle den pH-Wert im Boden verändern kann, sollte die ausgewählte Pflanzenkohle in den zu behandelnden Boden gemischt und der pH-Wert in der Boden-Kohlensuspension gemessen werden, um die pH abhängige Spezierung der Schadstoffe zu ermitteln, welche das Sorptionsverhalten dieser Stoffe bestimmt (Sigmund et al., 2022).

Für die **Abschätzung der Sorption** organischer Schadstoffe an Pflanzenkohle wurden bereits verschiedene Modelle entwickelt. Belastbare Sorptionsvorhersagen konnten für ungeladene organische Schadstoffe wie beispielsweise PAK durch eine Kombination von KOW, H/C und spezifischer Oberfläche erreicht werden (Hale et al., 2016), wohingegen für ionisierbare organische Schadstoffe komplexere Ansätze notwendig sind. Hierzu wurde im Rahmen von KOKOSAN ein erstes auf künstliche Intelligenz basiertes Modell entwickelt (Sigmund et al., 2020). Zur Ermittlung der Sorption in Pflanzenkohle -Bodengemischen sind neben diesen groben Abschätzungen Laboruntersuchungen nötig, da sich die Sorptionskapazität von Kohlen in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften unterschiedlich verändert (vgl. Kapitel 6).

### **Auswahl in Bezug auf Schwermetalle**

Bei hohen Temperaturen (>500° C) produzierte Pflanzenkohle hat anfangs wenige **funktionelle Oberflächengruppen**. In der Folge werden durch Reaktionen mit Sauerstoff funktionelle Gruppen (Carboxy-, Hydroxyl-, Phenol-, Carbonyl-Gruppen) gebildet bzw. gezielt modifiziert, wodurch die Oberfläche der Pflanzenkohle eine permanente **negative Ladung und eine hohe Kationenaustauschkapazität (40 – 100 cmol/kg) (KAK)** bekommt. Bei niedrigeren Temperaturen produzierte Pflanzenkohle weist dagegen schon zu Beginn eine höhere KAK und dadurch eine höhere Schwermetallimmobilisierung auf (Ippolito et al., 2020). Generell geht ein hoher pH-Wert der Kohle mit einer hohen Pyrolysetemperatur und einem hohen Aschegehalt einher.

Eine Immobilisierung kann auch durch **elektrostatische Wechselwirkungen** zwischen positiv geladenen metallischen Kationen und den  $\pi$ -Elektronen der aromatischen Strukturen der Kohle auftreten. Da bei zunehmender Pyrolyse-Temperatur die aromatische Kondensation der Kohle steigt und der Anteil sauerstoffhaltiger funktioneller Gruppen sinkt, nimmt der Anteil der durch diese Bindungen sorbierten Kationen zu (Inyang et al., 2016). Pflanzenkohle, die bei niedrigeren Temperaturen (< 350 °C) unvollständiger pyrolysiert worden ist, hat zu Beginn mehr funktionelle Gruppen; diese können aber im Boden ab- oder umgebaut werden, wodurch sorbierte Metalle wieder freigesetzt werden können. Langfristig entstehen auf stärker pyrolysierten Kohlen negativ geladene funktionelle Oberflächengruppen durch Oxidation. Die KAK einer Pflanzenkohle kann hierdurch höher sein als diejenige des organischen Ausgangsmaterials. Die Oberflächen von Pflanzenkohlen können schon während der Pyrolyse oder durch Nachbehandlung des Produktes mit Reagenzien (z.B. Oberflächenmodifikation mit Eisen oder Mangan) oder durch künstliche Alterung (Oxidation) modifiziert werden, um das Bindungsvermögen für spezielle Einsatzzwecke zu verbessern (Wang und Wang, 2019). Um Anionen zu binden ist des Weiteren eine Modifizierung mit Eisen und/oder die Herstellung von Pflanzenkohle-Mineral-Verbundstoffen möglich. Beispielhaft wurden für KOKOSAN Holzkohle-Dolomit Verbundstoffe für As- und Cr-Anionen erfolgreich getestet.

## **5.2 Applikationsraten**

Im Rahmen von KOKOSAN II wurden Sorptions-Batchversuche an 10 verschiedenen standardisierten kommerziell erhältlichen Pflanzenkohlen nach OECD Standard 106 (OECD, 2000) durchgeführt; ausgewählte Kohlen wurden anschließend an realkontaminierten Böden vertiefend untersucht. Für die untersuchten Schadstoffe werden in Tabelle 1 die wichtigsten **Immobilisierungsmechanismen und günstige Eigenschaften der empfohlenen Kohlen aufgelistet, sowie eine empfohlene Applikationsrate**, welche sich auf die Masse der einzumischenden Kohle bezieht. Bei einer Aushubmenge von 10 t und einer Applikationsrate von 5 % müssten beispielsweise 500 kg Kohle in den Boden eingebracht werden.

**Tabelle 1** In KOKOSAN II ermittelte Applikationsraten für übliche Schadstoffe

Schadstoff	Limitierende Standortbedingungen	Standortfaktoren limitieren Machbarkeit	Funktionsweise der Kohle	Günstige Kohleeigenschaften	Kohlenbeispiel	Applikationsrate (Gewicht %)
(NSO)-PAK	DOC > 20 mg/L	mäßig	$\pi$ - $\pi$ Bindung, hydrophobe Effekte, für polare Stoffe auch H-Bindung,	Aromatizität, spezifische Oberfläche	Dampfaktivierte Holzkohle, Hochtemperatur (> 500°C)-Holzpflanzenkohle	0.5% - 5%
Cd	pH < 7.5	nein	Kationenaustausch, Ausfällung, Oberflächen-Komplexierung	Hoher pH-Wert, KAK, P-Gehalt t	Dampfaktivierte Holzkohle, Hochtemperatur (> 500°C)-Holzpflanzenkohle	0.5% - 5%
Zn	pH < 7.5, pH > 9	bei hohem pH ja	Kationenaustausch, Ausfällung	Hoher pH-Wert, KAK, Mineral- oder Aschegehalt	Dampfaktivierte Holzkohle, Hochtemperatur (> 500°C)-Holzpflanzenkohle	0.5% - 5%
Hg	viel Cl und DOC	mäßig	Thio-/Sulfidgruppen Komplexe, Kation- $\pi$ , Redoxreaktionen	Aromatizität, S-Gehalt	Hochtemperatur Holzpflanzenkohle (S limitierend)	1% - 5%
Cr	pH > 7, pH > 12	bei hohem pH ja	Redoxreaktionen, Ausfällung	Aromatizität, spezifische Oberfläche	Dampfaktivierte Holzkohle, Hochtemperatur (> 500°C)-Holzpflanzenkohle	0.5% - 5%
Pb	pH > 8, pH > 12	bei hohem pH ja	Thio-/Sulfidgruppen Komplexe, Redoxreaktionen, Ausfällung	KAK, P-Gehalt	Dampfaktivierte Holzkohle, Hochtemperatur (> 500°C)-Holzpflanzenkohle	0.5% - 5%
As	pH > 8.5	bei hohem pH ja	Elektrostatische Interaktionen, Redoxreaktionen	Mineralische Oxide, hoher pH-PZC	Ca/Mg modifizierte Holzpflanzenkohle	0.5% - 2%
Sb	4 < pH > 12	bei hohem pH ja	Sphärische Komplexe, Redoxreaktionen	Mineralische Oxide	Ca/Mg modifizierte Holzpflanzenkohle	0.5% - 5%

Eine detaillierte Kostenabschätzung muss im Einzelfall geprüft werden. In einer **Exemplarischen Kosten-Nutzen Analyse** anhand eines Fallbeispiels in KOKOSAN II (Altlast 056, Tontaubenschießplatz Treffling ) betragen die erwarteten **Kosten im Vergleich zu Aushub & Deponierung ca. ein Drittel; das Kosten Nutzen Verhältnis war um mehr als ein Sechsfaches besser.**

Für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Arsen ist die Veränderung des pH-Wertes durch die Kohle (hoher pH-Wert) sowie deren Pufferleistung wesentlich für die Schwermetall-Speziierung, welche die Sorption positiv beeinflusst. Im Gegensatz dazu steht Quecksilber, welches bei hohem pH-Wert und hohem DOC Gehalt eine hohe Affinität zu schwefelhaltigen Thiol Gruppen hat, welche die Löslichkeit und Mobilität von Quecksilber im Boden in Form von Hg-DOC Komplexen erhöhen. Ein niedriger pH-Wert und DOC Gehalt fördert das Sorptionsverhalten von Quecksilber.

Eine hohe Kationenaustauschkapazität der ausgewählten Kohlen führt zu starken elektrostatischen-Wechselwirkungen mit negativ geladenen Oberflächengruppen der Kohlen. Anionen im Aschegehalt der Kohle (Phosphate, Carbonate und Chloride) spielen eine wichtige Rolle bei der Immobilisierung der Metalle durch Komplexbildung und/oder Fällung. Ein niedriges H/C-Verhältnis weist auf für die oben genannten Elektron-Donor-Akzeptor Wechselwirkungen wichtige hohe Aromatizität hin.

## 6 Standortsspezifische Vorversuche

### 6.1 Probennahme

Das Ziel der Probennahme ist die Gewinnung repräsentativer Proben des Sanierungsstandortes. Mit diesen Proben sollen Schüttelversuche durchgeführt werden, um die standortsspezifische Effektivität der ausgewählten Kohle zu überprüfen. Es wird vorausgesetzt, dass der Standort bereits hinsichtlich der physikalisch-chemischen Faktoren untersucht worden ist und die vorhandenen Schadstoffe bekannt sind. Abhängig von der Schadstoffkonzentration im Eluat muss die Applikationsrate der Kohle angepasst werden, um ein definiertes Sanierungsziel (reduzierte Eluatgehalte) zu erreichen. Es ist besonderen Wert auf die Planung und Durchführung der Probennahme zu legen, um grobe Fehleinschätzungen zu vermeiden. Ein vorläufiges Standortmodell kann durch Heranziehen von früheren Studien oder einer Geländebegehung konzipiert werden. Bei der Planung der Probennahme sind folgende Punkte zu beachten:

- Laterale und vertikale Ausdehnung der kontaminierten Schicht
- Mindestprobemenge
- Standortsspezifische Besonderheiten

Hoch kontaminierte Schadstoffquellen („hotspots“) sollten bei diesem Schritt bereits entfernt worden sein, es wird davon ausgegangen, dass die Kontamination flächig verteilt ist. Die Probennahme sollte gemäß ÖNORM S 2126 durchgeführt werden. Aus jeder Entnahmestelle sind zumindest 10 Stichproben zu entnehmen und zu qualifizierten Stichproben zusammenzufassen. Jede qualifizierte Stichprobe muss dabei einer bestimmten Entnahmestelle zuzuordnen sein.

Die Mindestprobemenge pro Stichprobe ist dabei abhängig vom Größtkorn und sollte folgende Mengen umfassen:

- Größtkorn bis 20 mm mindestens 1,2 kg
- Größtkorn bis 50 mm mindestens 3 kg

Beträgt die Probemenge für eine qualifizierte Stichprobe mehr als 10 kg, so sind eine Zerkleinerung und nachfolgende Verjüngung zulässig. Die verjüngte qualifizierte Stichprobe muss dabei die reale Korngrößenverteilung bestmöglich widerspiegeln. Für die in Kapitel 6.2 beschriebenen Schüttelversuche werden Mischproben vom kontaminierten Bereich verwendet.

## 6.2 Eluatversuche zur Bestimmung der Schadstofffreisetzung

Zur Beurteilung von Verunreinigungen des Untergrundes in Hinblick auf eine mögliche Mobilisierung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser in der ungesättigten Bodenzone werden Eluatversuche durchgeführt. Die Elution beschreibt ein durch chemisch-physikalische Prozesse bedingtes Herauslösen von Stoffen aus einer Feststoffmatrix mit Hilfe von Wasser.

Die Herstellung von Schütteleluaten mit einem Wasser/Feststoffverhältnis von 2:1 gemäß DIN 19529 ist für eine erste Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und für eine Einschätzung der Effektivität der Schadstoffimmobilisierung mittels Kohleeinmischung geeignet. Bei diesen Versuchen können verschiedene Kohletypen und Applikationsraten mit einem relativ geringen experimentellen Aufwand getestet werden. Zur Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmenge und um den möglichen Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser beurteilen zu können, sind Säulenversuche (Perkolationen) geeignet, welche gemäß DIN 19528 und der „Arbeitshilfe zur Abschätzung der Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ (Wimmer und Döberl, 2011) durchgeführt werden können.

In den **Schüttelversuchen** wird die Effektivität der Schadstoffimmobilisierung durch die Einmischung von Kohlen untersucht. Dazu wird immer eine Kontrollprobe ohne Kohle geschüttelt und im selben Setup die ausgewählten Kohlearten und Applikationsraten am selben Boden untersucht. Alle Versuche werden mindestens in Doppelansätzen durchgeführt. Je nach Standort werden verschiedene Kohlen unterschiedlich starke Wirkung zeigen.

Die **praktische Durchführung** der Schüttelversuche gliedert sich in folgende Schritte:

- Grundsätzlich ist die Probe unverändert im Originalzustand zu untersuchen. Bei Proben mit einem Größtkorn > 32 mm ist das Überkorn zu brechen und das gebrochene Material der Probe wieder anteilmäßig beizumengen.
- Für jeden Ansatz soll eine Probenmenge von mindestens 50 g verwendet werden. Hierbei ist auf die schadstoffabhängigen methodischen Nachweisgrenzen und die nötigen Eluatmengen für die Analytik zu achten.
- Zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration und zu Untersuchungen bezüglich der Schadstoffimmobilisierung durch Kohleeinmischungen ist das Schüttelverfahren gemäß DIN 19529 anzuwenden. Dafür ist ein Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2:1 anzuwenden. Beispielsweise für 50 g Probe (bezogen auf die Trockenmasse) sind 100 ml Deionat hinzuzufügen.
- Die Proben sind für 24 Stunden mit einem Überkopf- oder Kreishorizontalschüttler zu eluieren. Auf eine ausreichende Durchmischung ist zu achten. Es ist sicherzustellen, dass sich die Feststoffe während der Elution nicht im Gefäß absetzen.
- Die flüssige Phase der eluierten Proben wird anschließend dekantiert und zentrifugiert. Nach dem Zentrifugieren muss die Flüssigkeit auf jeden Fall filtriert werden, um Kohlepartikel, die mit gebundenen Schadstoffen suspendiert sein könnten, abzutrennen. Für die Bestimmung anorganischer Stoffe ist ein 0,45 µm Membranfilter zu verwenden, für organische Schadstoffe wie PAK, ist ein Glasfaserfilter (z.B. 0,7 µm) einzusetzen.
- Die Messungen erfolgen mit den in den entsprechenden Verordnungen vorgesehenen Analysemethoden.

Zusätzlich zum Schüttelverfahren kann bei komplexen Standortverhältnissen ein **Säulenversuch (Perkolation)** gemäß DIN 19528 und „Arbeitshilfe zur Abschätzung der Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ (Wimmer und Döberl, 2011) durchgeführt werden und vertiefte Erkenntnisse über voraussichtliche Rückhaltung am Standort liefern. Diese Untersuchung empfiehlt

sich besonders bei der Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffe bei einer Verfügbarkeitslimitierung bzw. wenn schwerflüchtige organische Schadstoffe zu untersuchen sind. Bei der Perkolation wird ein Feststoff, der in eine Säule eingebaut ist, von Wasser langsam durchsickert, wodurch Stoffe aus der Feststoffmatrix herausgelöst werden. Im Rahmen dieser Säulenversuche kann die Schadstofffreisetzung in Bezug auf eine Lösungs- oder Verfügbarkeitslimitierung untersucht werden. Bei einer lösungslimitierten Schadstofffreisetzung wird die herauslösbare Stoffmasse durch die Löslichkeit der Substanzen limitiert. Die Schadstoffkonzentration im Perkolat ist dann bei unterschiedlichen Wasser/Feststoff-Verhältnissen annähernd konstant. Typischerweise tritt dies bei schwerlöslichen anorganischen Schadstoffen oder organischen Schadstoffen auf. Bei einer verfügbarkeitslimitierten Schadstofffreisetzung wird die herauslösbare Stoffmasse durch die Verfügbarkeit der Substanzen limitiert. In diesem Fall sinkt die Schadstoffkonzentration im Perkolat mit steigendem Wasser/Feststoff-Verhältnis. Typischerweise tritt dies bei gut löslichen bzw. adsorbierten Schadstoffen auf. In der Praxis treten fast immer Mischtypen auf.

Die **praktische Durchführung** der Perkulationsversuche gliedert sich in folgende Schritte:

- Eine Perkolationssäule aus Glas mit einem Innendurchmesser von 5 cm bis 10 cm und einer befüllbaren Säulenhöhe von min. dem 4-fachen Säuleninnendurchmesser ist zu wählen.
- Grundsätzlich ist die Probe unverändert im Originalzustand zu untersuchen. Bei Proben mit einem Größtkorn > 32 mm ist das Überkorn zu brechen und das gebrochene Material der Probe wieder anteilmäßig beizumengen.
- Die Säule ist mit Probe zu füllen, wobei an den beiden Enden jeweils ein Quarzsandbett mit ca. 2 cm Dicke anzulegen ist. Je nach Säulengeometrie ist mit 1-5 kg Probe pro Säule zu rechnen. Die Säule ist an den Enden zu verschließen und die Zu- sowie Ablaufleitungen anzubringen.
- Der Feststoff in der Säule ist von unten nach oben mit Wasser zu sättigen und der Durchfluss gemäß DIN 19528 zu berechnen.
- Um das kurzfristige Elutionsverhalten bzw. die aktuelle Sickerwasserbelastung von Feststoffen zu untersuchen sind vier Fraktionen zu sammeln (W/F-Verhältnis 0,3 – 1,0 – 2,0 – 3,0).
- Um die langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse zu gewinnen sind sieben Fraktionen bis zu einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 10:1 zu sammeln (W/F-Verhältnis 0,3 – 1,0 – 2,0 – 3,0 – 5,0 – 7,0 - 10). Um festzustellen, ob während des Perkulationsvorganges die Desorption der Schadstoffe unter Gleichgewichtsbedingungen erfolgt, sind bei W/F = 3:1 und W/F = 7:1 Fließunterbrechungen durchzuführen. Nach einer Fließunterbrechung von 24 Stunden wird der Perkulationsvorgang fortgesetzt. Jeweils unmittelbar nach der Fließunterbrechung wird eine Perkulationsmenge äquivalent zu einem Porenvolumen der Säule beprobt und analysiert.

Ziel dieser Versuche ist, das **Immobilisierungsverhalten** so zu **optimieren**, dass so wenig Pflanzkohle wie möglich in den Boden eingebracht werden muss. Die oben beschriebenen Schüttelversuche sind geeignet, um die notwendigen Applikationsraten abschätzen zu können. In KOKOSAN II wurde diese Vorgehensweise für ausgewählte Szenarien mittels Perkulationsversuchen in Säulen validiert, sodass von einer guten Übertragbarkeit der Untersuchungen auf Standortbedingungen ausgegangen wird. Nichtsdestotrotz stellen Laborversuche immer idealisierte Bedingungen dar, die den komplexen Bedingungen im Feld nicht immer gerecht werden können. So werden verschiedene Faktoren, die eine Mobilisierung von Schadstoffen beeinflussen, wie z.B. Niederschlags- und Temperaturbedingungen oder Eigenschaften des Bodens und des Untergrundes (z.B. Korngrößenverteilung und Durchlässigkeit) vernachlässigt.

## 7 Zusammenfassung

Pflanzkohlen sind grundlegend für den Einsatz in der Bodensanierung geeignet, insbesondere für die Immobilisierung von **leicht- bis mittelbelasteten Altstandorten**, an welchen eine mögliche Schadstoffquelle (Hotspot) entfernt wurde und Residualkontaminationen verblieben sind, welche die Verwendung und den Wert der Liegenschaft nachteilig beeinträchtigen. Für die in-situ Immobilisierung von Schadstoffen solcher Standorte sind Pflanzkohlen und verwandte Materialien in der Altlastensanierung relativ neue Hilfsstoffe mit vielversprechenden Eignungen, welche auch gut bei Mischkontaminationen eingesetzt werden können. Das vorgestellte KOKOSAN Verfahren basiert dabei auf das oberflächennahe **Einmischen von geeigneten Kohlen in den belasteten Boden**. Die jeweilige Kohle und die Einmischungsmenge werde dabei schadstoffspezifisch ausgewählt. Die vorliegende Arbeitshilfe führt durch den Entscheidungsprozess, um die Eignung und Einmischungsmenge von Pflanzkohlen zur in-situ Immobilisierung von Schadstoffen standortspezifisch abzuschätzen.

In Kapitel 1 dieser Arbeitshilfe werden die Grundlagen zur in-situ Schadstoffimmobilisierung mit Pflanzkohlen dargestellt. Kapitel 2 zeigt den **Entscheidungspfad zu Bestimmung der grundsätzlichen Eignung** des Standortes für die Schadstoffimmobilisierung mit Pflanzkohle. Hierbei werden standortspezifische Faktoren wie beispielsweise die Einmischung und das Vorhandensein einer mobilen Schadstoffphase abgewogen.

In Kapitel 3 werden **rechtliche Grundlagen** für die Verwendung von Pflanzkohle dargestellt, Kapitel 4 widmet sich den Mechanismen der **Schadstoffimmobilisierung**. Das Verständnis dieser Funktionsweisen resultiert in die **schadstoffabhängige Auswahl von geeigneten Kohlen in Kapitel 5**. Die dort angeführte Tabelle basiert auf umfangreichen Laborversuchen im Projekt KOKOSAN II und hebt wichtige Kohleeigenschaften für den jeweiligen Schadstoff hervor. Das breite **Schadstoffspektrum** in Tabelle 1 umfasst dabei **(NSO)-PAK, Cd, Zn, Hg, Cr, Pb, As und Sb**. Für jeden dieser Schadstoffe werden zentrale Kohleeigenschaften für die Schadstoffbindung identifiziert und geeignete Kohlen benannt. Im folgenden Schritt werden mögliche **Einmischungsraten** vorgeschlagen.

In Kapitel 6 werden Vorversuche dargestellt, um ausgewählte Kohlen und Einmischungsraten an einem gegebenen Standort zu testen. Die Probennahme am belasteten Standort wird hierbei ebenso diskutiert wie die Durchführung von Schüttelversuchen zur Auswahl von geeigneten Applikationsraten. Das **Schüttelverfahren** gemäß DIN 19529 ist dabei mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2:1 anzuwenden. Nach erfolgreicher Bestimmung einer geeigneten Kohle und der Applikationsrate können die Ergebnisse aus dem Schüttelversuch in einem Perkolationsversuch validiert werden. Dies ist bei komplexen Standortverhältnissen zu empfehlen. Die **Säulenversuche werden** gemäß DIN 19528 und der „Arbeitshilfe zur Abschätzung der Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten“ durchgeführt.

Diese Arbeitshilfe ist eine Handreichung für Praktiker\*innen in der Altlastensanierung, um an einem spezifischen Standort zu prüfen, ob dieser für die Immobilisierung von Schadstoffen mit Hilfe von Pflanzkohle geeignet ist, welche Pflanzkohlen optimal eingesetzt werden sollten, wie hoch die Applikationsrate sein soll und welche Vorversuche empfohlen werden.



## 8 Literaturverweise

- Beesley, L., Marmiroli, M., Pagano, L., Pigioli, V., Fellet, G., Fresno, T., Vamerali, T., Bandiera, M., Marmiroli, N., 2013. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.). *Sci. Total Environ.* 454–455, 598–603. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.047>
- Choppala, G.K., Bolan, N. s., Megharaj, M., Chen, Z., Naidu, R., 2012. The Influence of Biochar and Black Carbon on Reduction and Bioavailability of Chromate in Soils. *J. Environ. Qual.* 41, 1175–1184. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0145>
- de Coninck, H., Revi, A., Babiker, M., Bertoldi, P., Buckeridge, M., Cartwright, A., Dong, W., Ford, J., Fuss, S., Hourcade, J.-C., Ley, D., Mechler, R., Newman, P., Revokatova, A., Bakker, S., Bazaz, A., Belfer, E., Benton, T., Connors, S., de Kleijne, K., Abdulla, A., Boer, R., Howden, M., Üрге-Vorsatz, D., 2018. Strengthening and Implementing the Global Response, Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.
- Hale, S.E., Arp, H.P.H., Kupryianchyk, D., Cornelissen, G., 2016. A synthesis of parameters related to the binding of neutral organic compounds to charcoal. *Chemosphere* 144, 65–74. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.047>
- Inyang, M.I., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Zimmerman, A., Mosa, A., Pullammanappallil, P., Ok, Y.S., Cao, X., 2016. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 46, 406–433. <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1096880>
- Ippolito, J.A., Cui, L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizabal, T., Cayuela, M.L., Sigua, G., Novak, J., Spokas, K., Borchard, N., 2020. Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. *Biochar.* <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x>
- Kah, M., Sigmund, G., Xiao, F., Hofmann, T., 2017. Sorption of ionizable and ionic organic compounds to biochar, activated carbon and other carbonaceous materials. *Water Res.* 124, 673–692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.070>
- Kloss, S., Zehetner, F., Buecker, J., Oburger, E., Wenzel, W.W., Enders, A., Lehmann, J., Soja, G., 2015. Trace element biogeochemistry in the soil-water-plant system of a temperate agricultural soil amended with different biochars. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 4513–4526. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3685-y>
- Maletić, S., Isakovski, M.K., Sigmund, G., Hofmann, T., Hüffer, T., Beljin, J., Rončević, S., 2022. Comparing biochar and hydrochar for reducing the risk of organic contaminants in polluted river sediments used for growing energy crops. *Sci. Total Environ.* 157122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157122>
- OECD, 2000. Test No. 106: Adsorption – Desorption Using a Batch Equilibrium Method. <https://doi.org/10.1787/9789264069602-en>
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T.D., Sánchez Monedero, M.A., Cayuela, M.L., 2021. Biochar in agriculture – A systematic

- review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy* 13, 1708–1730. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>
- Sigmund, G., Arp, H.P.H., Aumeier, B.M., Bucheli, T.D., Chefetz, B., Chen, W., Droge, S.T.J., Endo, S., Escher, B.I., Hale, S.E., Hofmann, T., Pignatello, J., Reemtsma, T., Schmidt, T.C., Schönsee, C.D., Scheringer, M., 2022. Sorption and Mobility of Charged Organic Compounds: How to Confront and Overcome Limitations in Their Assessment. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c00570>
- Sigmund, G., Gharasoo, M., Hüffer, T., Hofmann, T., 2020. Deep Learning Neural Network Approach for Predicting the Sorption of Ionizable and Polar Organic Pollutants to a Wide Range of Carbonaceous Materials. *Environ. Sci. Technol.* 54, 4583–4591. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06287>
- Thomas, E., Borchard, N., Sarmiento, C., Atkinson, R., Ladd, B., 2020. Key factors determining biochar sorption capacity for metal contaminants: a literature synthesis. *Biochar* 2, 151–163. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00053-3>
- Wang, J., Wang, S., 2019. Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *J. Clean. Prod.* 227, 1002–1022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.282>
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy* 8, 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wimmer, B., Döberl, G., 2011. Arbeitshilfe zur Abschätzung von Sickerwasserbelastungen an kontaminierten Standorten: Enbericht zum Arbeitspaket 5 des Projektes “Altlastenmanagement 2010” (Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten), Report / Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.
- Yang, Y., Hofmann, T., Pies, C., Grathwohl, P., 2008. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to carbonaceous materials in a river floodplain soil. *Environ. Pollut.* 156, 1357–1363. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.02.024>